

# Vesijärven Enonselän ravintoverkon rakenne ja toiminta sekä niissä tapahtuvat muutokset (vuosina 2009-2013) Osaraportti (eläinplankton, vesikemia)

Mirva Ketola, Kirsi Kuoppamäki ja Timo Kairesalo  
Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos, Lahti

## 1. Johdanto

Vesijärven Enonselällä aloitettiin laajamittainen syvänealueen hapetus vuonna 2010. Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää Enonselän ulappa-alueen ravintoverkon rakenne ja toiminta ennen hapetuksen aloittamista (tutkimusvuosi 2009), sekä sen kuluessa vuosina 2011 ja 2013. Päämääränä on selvittää kalojen, selkärangattomien petojen ja eläinplanktonin runsaus sekä niiden väliset vuorovaikutukset ja niissä mahdollisesti hapetuksen myötä tapahtuvat muutokset avovesikaudella. Tutkimuksen tueksi otettiin myös erilaisia vesinäytteitä.

Kasviplanktonia laiduntavalla eläinplanktonilla on keskeinen rooli kasviplanktonbiomassan säätelijänä. Laidunnustehoon vaikuttaa paitsi eläinplanktonin runsaus, myös yhteisökoostumus. Esimerkiksi järvissä, joissa vallitsevat suurikokoiset levien laiduntajat, havaitaan yleensä ravinnetasoon nähden pienempi kasviplanktonbiomassa kuin järvissä, joissa vallitsevat pienikokoiset levien laiduntajat (Mazumder 1994). Siten eläinplanktonin yhteisökoostumus voi vaikuttaa esimerkiksi sinileväkukintojen syntymiseen. Eläinplankton on kalojen tärkeää ravintoa ulappa-alueella. Näköaistin avulla saalistavat kalat valikoivat saaliikseen helpommin suurikokoisia, näkyviä lajeja ja yksilöitä. Siten kalaston vaihtelut vaikuttavat paitsi eläinplankton biomassaan (Sarvala 1998), myös lajikoostumukseen ja kokojakaumaan (Brooks & Dodson 1965; Hall ym. 1976; Helminen & Sarvala 1997). Leviä laiduntavaa eläinplanktonia käyttävät ravintonaan myös selkärangattomat pedot (esimerkiksi *Leptodora*), joiden saalistus kohdistuu lähinnä pieniin yksilöihin (Kerfoot 1978; Branstrator 1998). Eläinplanktoniin kohdistuu siis kahdensuuntainen saalistuspaine. Toisaalta selkärangattomat pedot ovat suurikokoisina kalojen suosimaa ravintoa, joten muutokset kalastossa vaikuttavat myös selkärangattomien petojen esiintymiseen, ja sitä kautta laiduntavaan eläinplanktoniin.

Vesijärvellä kunnostustoimenpiteenä toteutettava ilmastus painaa hapekasta, mutta kesällä lämmintä pintavettä syvemmälle, mikä vähentää järven kerrostuneisuutta ja samalla kohottaa alusveden lämpötilaa. Tämä voi johtaa paitsi suurempaan hajotustoimintaan ja ravinteiden vapautumiseen (Liboriussen ym. 2009), myös viileää vettä suosivien, planktonia syövien kalojen, kuten kuoreen, muikun ja siian taantumiseen (Malinen ym. 2010). Kalastomuutokset voivat vaikuttaa eläinplanktoniin kohdistuvaan saalistukseen suoraan, tai epäsuorasti jos kalastomuutokset johtavat selkärangattomien petojen runsastumiseen.

Tässä osaraportissa esitetään Helsingin yliopiston ympäristötieteiden laitoksen ympäristöekologian osastolla tehdyt vesikemialliset analyysit sekä eläinplanktonlaskennan tulokset avovesikaudelta 2011. Tuloksia verrataan vuoden 2009 vastaaviin tuloksiin.

Hankkeen päätyttyä ravintoverkon toimintaa ja vuorovaikutuksia pohditaan vielä tarkemmin kaikki osaraportit yhdistävässä loppuraportissa.

## **2. Aineisto ja menetelmät**

### **2.1. Vesikemia**

Vuonna 2011 vesinäytteet otettiin Enonselän Lankiluodon syvännepisteeltä LL10 (syvyys 31 m). Näytteet otettiin kahden viikon välein 1.6. - 11.10.2011 välisenä aikana, jolloin näytteenottopäiviä kertyi yhteensä 10. Näytteenotto tapahtui aamupäivällä klo 9-11 välisenä aikana. Syvännepisteeltä otettiin klorofylli-*a* näytteet kahdesta eri syvyydestä pintavedestä (0-5 m ja 5-10 m), sekä pH ja DOC (liuennut orgaaninen hiili) -näytteet pintavedestä ja pohjanläheisestä vesikerroksesta (0-5 m ja 25-30 m). Klorofylli-*a* määritettiin spektrofotometrisesti etanoliuuton jälkeen (SFS 5772). DOC määrittäminen tehtiin Apollo 9000hs TOC analysaattorilla näytteistä, jotka suodatettiin kentällä 0,45 µm ruiskusuodattimella. Ravinnekiertoa selvitettiin tarkemmin resuspensiota koskevassa tutkimushankkeessa (Niemistö & Horppila 2012), joten ravinnenäytteitä ei vuonna 2011 otettu eläinplanktonnäytteenoton yhteydessä. Näytteenoton yhteydessä mitattiin veden näkösyvyys sekä vertikaalinen valon vaimeneminen LiCor-valomittarilla. Lisäksi mitattiin metrin välein pinnasta pohjaan happipitoisuus ja veden lämpötila optisella kenttämittarilla YSI Pro ODO. Happi- ja lämpötilamittaukset pääsivät alkamaan kuitenkin vasta heinäkuussa uuden mittarin saavuttua, sillä entinen YSI 52 malli meni rikki. Alkukesältä puuttuva happi- ja lämpötila-aineisto täydennettiin velvoitetarkkailun (Lahti Aqua, Lahti Energia) tuloksilla Hertta-tietokannasta (Ramboll Analytics Oy). Hertta-tietokannasta täydennettiin myös muita mittauksia toukokuun osalta.

### **2.2. Eläinplankton**

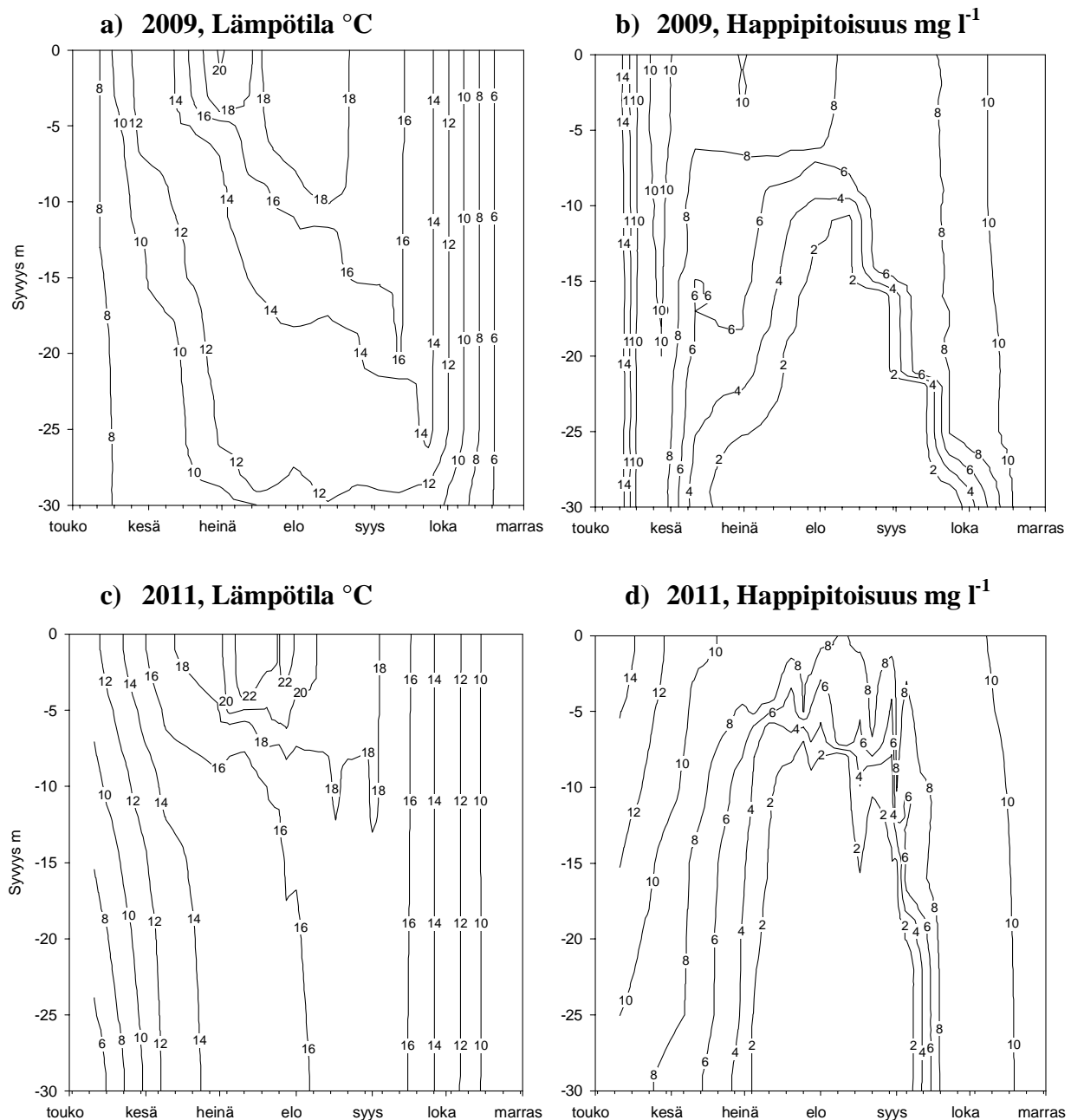
Eläinplanktonnäytteet otettiin samoina päivinä ja samalta Lankiluodon pisteeltä kuin vesikemianäytteet. Eläinplanktonnäytteet otettiin 1-metrin pituisella Limnos-noutimella (tilavuus 6,94 L) viiden metrin kokoomanäytteinä koko vesipatsaasta (0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30 m). Samoista vesipatsaista otettiin talteen myös kasviplanktonnäytteet, vaikkei niitä tässä hankkeessa analysoitu. Eläinplanktonnäytteet suodatettiin planktonhaavin läpi, jonka silmäkoko oli 50 µm. Laskentaa varten vertikaaliset näytteet (60 kpl) puolitettiin ja yhdistettiin laboratoriossa kokoomanäytteiksi kahdesta vesikerroksesta (0-10 m ja 10-30 m; yhteensä 20 kpl). Alkuperäiset puolikkaat 5 metrin vesipatsaina säilytettiin, jotta eläinplanktonin vertikaalista jakaantumista voidaan tarvittaessa analysoida vielä tarkemminkin. Kvantitatiiviset ositteet laskeutettiin yön yli planktonkyvetissä ja laskettiin käänteismikroskoopilla 100x suurennoksella.

## **3. Tulokset**

### **3.1. Lämpötila ja happiolosuhteet**

Keväällä 2011 vesi lämpeni nopeasti ja kesä oli lämpimämpi kuin vuonna 2009. Sekä heinäkuun alussa että lopussa pintavedestä (1 m) mitattiin yli 23 asteen lämpötiloja. Vuonna 2009 pintavedessä ylitettiin 20 astetta niukasti vain yhdellä mittauskerralla kesäkuun lopussa.

Vuonna 2011 kerrostuneisuus jäi silti heikommaksi ilmastuksen aiheuttamasta vesikerrosten sekoittumisesta johtuen (Kuva 1). Erityisen selvää oli pohjanläheisen vesikerroksen lämpötilan nousu, jolloin lämpötilaero pinnan ja pohjan välillä jäi pieneksi, ja ero kapeni jo elokuun aikana yhteen asteeseen. Lämpötilat lähellä sedimentin pintaa olivat kesän aikana ennätyskorkeita, ylittäen 17 astetta elokuun lopusta syyskuun alkuun. Vastaavasti vuonna 2009 lämpötila 30 metrin syvyydessä pysytteli 12 asteen tuntumassa, ja käväisi vain hetkellisesti 14 asteessa kerrostumisen purkautuessa syyskuun lopussa.

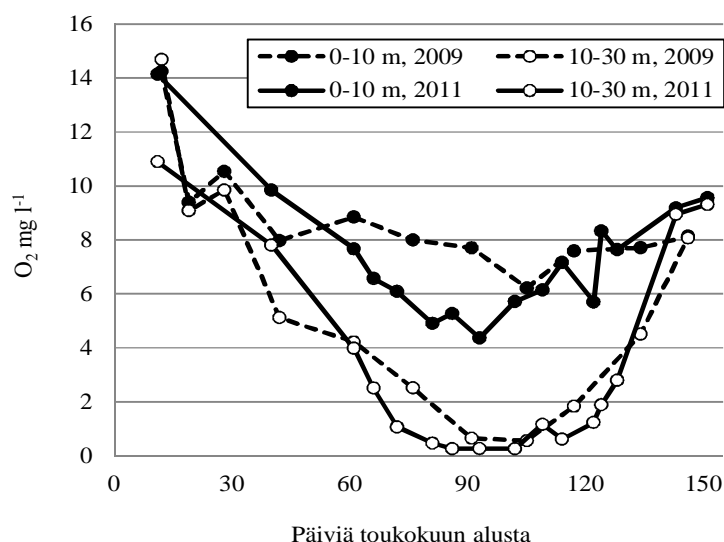


**Kuva 1.** Lankiluodon syvännepisteen a) lämpötila ja b) happipitoisuus vuonna 2009, sekä c) lämpötila ja d) happipitoisuus vuonna 2011 eri syvyyksissä.

Vuonna 2011 harppauskerros muodostui noin 5 metrin syvyyteen, kun vuonna 2009 harppauskerros oli 5-10 metrin syvyydessä. Harppauskerros syveni vain muutaman metrin elokuussa ennen kerrostumisen purkaantumista, kun vuonna 2009 harppauskerros syveni elokuun lopussa ensin 15 metriin, ja syyskuussa edelleen yli 20 metriin.

Alusveden korkea lämpötila heijastui myös happipitoisuuteen, jonka suhteen kerrostuminen muodostui kesän aikana jyrkäksi (Kuva 1). Alusvedessä happi alkoi vähetä kesäkuun lopussa, ja heinäkuun toisella viikolla pitoisuudet olivat jo lähellä nollaa. Alusveden happivarannot täydentyivät syyskuun puolivälin jälkeen järven kiertäessä. Ajallisesti hapeton jakso jäi vuotta 2009 lyhemmäksi, jolloin pohjan läheisessä vesikerroksessa happipitoisuus laski lähelle nollaa jo kesäkuun lopussa ja pitoisuus nousi uudelleen vasta lokakuussa. Eläinplanktonin ja kalaston kannalta oleellista on kuitenkin hapettoman vesipatsaan paksuus ja ulottuminen valoisaan vesikerrokseen. Kun vuonna 2009 vähähappisen ( $<2 \text{ mg l}^{-1}$ ) veden raja ulottui elokuussa korkeimmillaan 11 metriin (16 m:ssä  $<1 \text{ mg l}^{-1}$ ), ulottui vähähappinen vesi ( $<2 \text{ mg l}^{-1}$ ) vuonna 2011 heinäkuussa korkeimmillaan 7 metriin (8 m:ssä  $<1 \text{ mg l}^{-1}$ ). Kaloille kriittisenä pidetty  $4 \text{ mg l}^{-1}$  alittui ajoittain jo 6 metrin syvyydessä, ja 10 metrin syvyydessä pitoisuus oli alle  $4 \text{ mg l}^{-1}$  koko heinä- ja elokuun ajan. Vuonna 2009 tämä pitoisuus alittui 10 metrin syvyydessä heinäkuun lopusta elokuun puoliväliin.

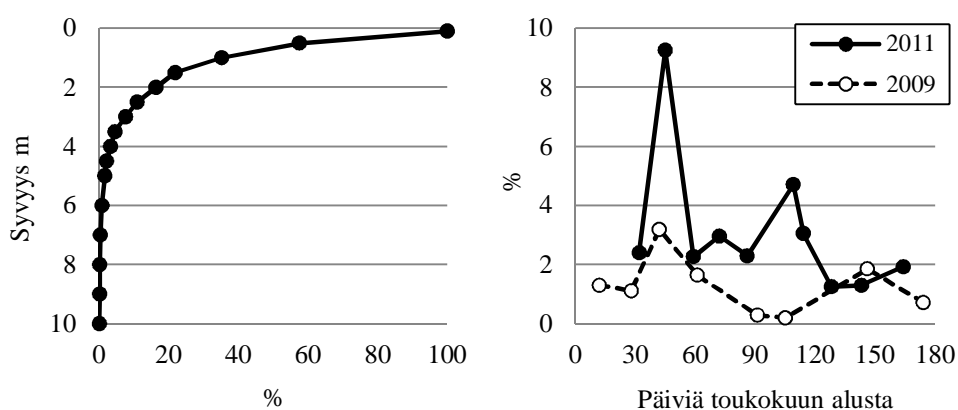
Kun happipitoisuutta tarkastellaan eri vesikerrosten keskiarvoina (vrt. eläinplanktonnäytteet), oli happipitoisuus vuonna 2011 alentunut ( $< 6 \text{ mg l}^{-1}$ ) jonkin verran myös pintavedessä (0-10 m) heinä-elokuussa, kun vuonna 2009 pintavesi pysyi hapekkaana koko avovesikauden ajan. Alusvesi (10-30 m) oli vähähappista ( $<2 \text{ mg l}^{-1}$ ) kauan, heinäkuun toiselta viikolta syyskuun alkuun, kun se vuonna 2009 oli vain heinäkuun lopusta elokuun loppuun (Kuva 2).



**Kuva 2.** Lankiluodon syvännepiteen happipitoisuus touko-syyskuussa pinta- ja alusveden (0-10 m ja 10-30 m) keskiarvona vuosina 2009 ja 2011 (vrt. eläinplanktonin laskentasyvyydet).

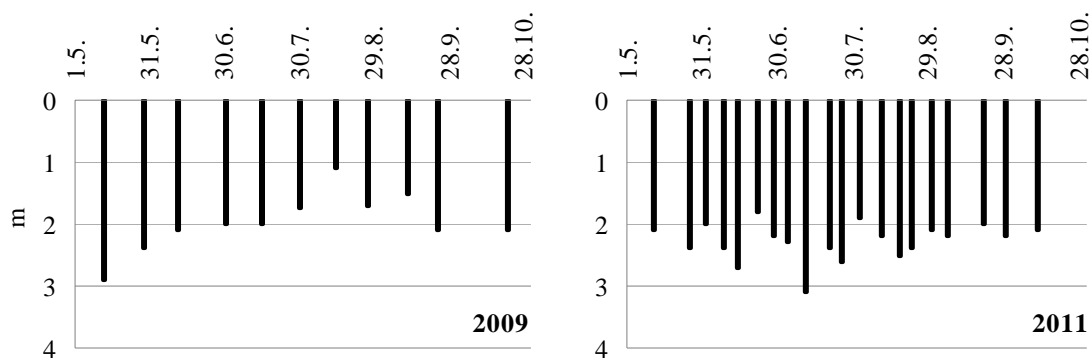
### 3.2. Valo, näkösyvyys ja klorofylli-a

Vedessä olevat erilaiset optiset aineet ja partikkelit vaimentavat nopeasti valosäteilyn etenemistä. Eufoottisella kerroksella tarkoitetaan yhteyttämislle riittävän valaistua vesikerrosta. Valo vaimenee sirottamalla, eli muuttamalla valon suuntaa, tai absorboimalla, eli muuttamalla auringon säteilyenergia lämpö- tai kemialliseksi energiaksi. Esimerkki (30.6.2009) valon vaimenemisesta eri syvyyksillä Lankiluodossa on esitetty kuvassa 3, jossa jäljellä oleva valo (fotonivuo) on suhteutettu (%) heti pinnan alta (0 m) mitattuun arvoon. Käytännössä valoa riitti 5-6 metrin syvyyteen. Kuvassa 3 on myös esitetty valo-olosuhteet 5 metrin syvyydessä touko-lokakuun aikana molempina vuosina. Vuonna 2011 valo (fotonivuo) vaimeni tässä syvyydessä vähemmän, toisin sanoen vesi oli kirkkaampaa ja valo pääsi tunkeutumaan syvemmälle kuin vuonna 2009.



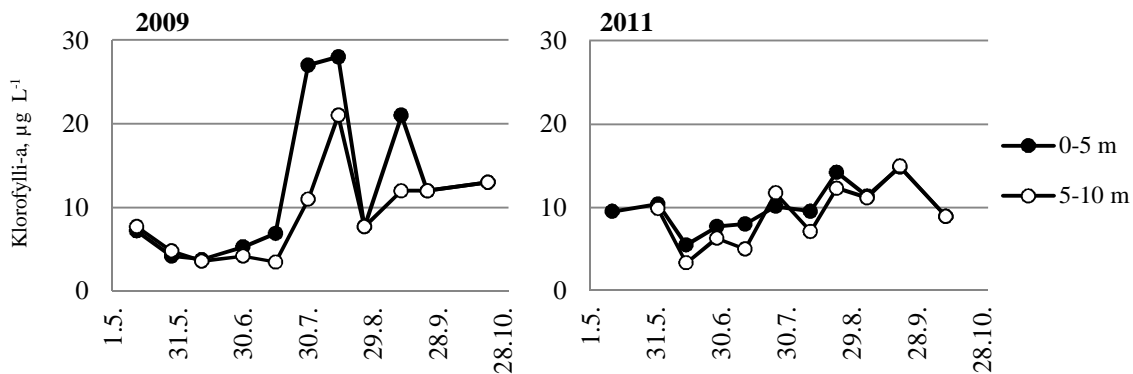
**Kuva 3.** Vasemmalla esimerkki (30.6.2009) valon (fotonivuon) vaimenemisesta Lankiluodolla eri syvyyksillä suhteessa (%) heti pinnan alta mitattuun arvoon. Oikealla viiden metrin syvyydessä jäljellä oleva valon (fotonivuon) määrä suhteutettuna heti pinnan alta mitattuun arvoon avovesikausien 2009 ja 2011 aikana.

Veden kirkastuminen havaittiin myös mittaamalla näkösyvyyttä (Kuva 4). Lankiluodolla näkösyvyys vuonna 2011 oli keskimäärin 2,3 m (vaihteluväli 1,8 m - 3,1 m). Vuonna 2009 keskiarvo jäi niukasti 2 metrin alapuolelle (1,96 m; vaihteluväli 1,1–2,9 m).



**Kuva 4.** Näkösyvyys Lankiluodossa avovesikauden aikana vuosina 2009 ja 2011. Vuoden 2011 toukokuun aineistoa on täydennetty Herta-tietokannasta (Ramboll Analytics Oy). Muutoin vuonna 2011 mittauksia on tiheämmin, sillä näkösyvyyttä mitattiin myös mittausasemien vertailunäytteenoton yhteydessä (JVP-hanke).

Klorofylli-*a* pitoisuus oli molempina vuosina heinäkuun puoliväliin saakka 10 mg l<sup>-1</sup> tai vähemmän mutta nousi heinä-elokuun taitteessa, etenkin vuonna 2009 (Kuva 5). Tuolloin pintavedessä (0-5 m) klorofylliä oli lähes 30 mg l<sup>-1</sup>. Pitoisuus kohosi vielä uudelleen syyskuussa yli 20 mg l<sup>-1</sup>:aan. Korkeimpien pitoisuuksien aikaan heinä-elokuussa 2009 järvellä havaittiin runsaasti sinilevää. Vuonna 2011 klorofylli-*a* pitoisuus oli korkeimmillaan noin 15 mg l<sup>-1</sup> elo- ja syyskuussa ja sinilevien määrä jäi vähäiseksi (Ketola ym. 2012).

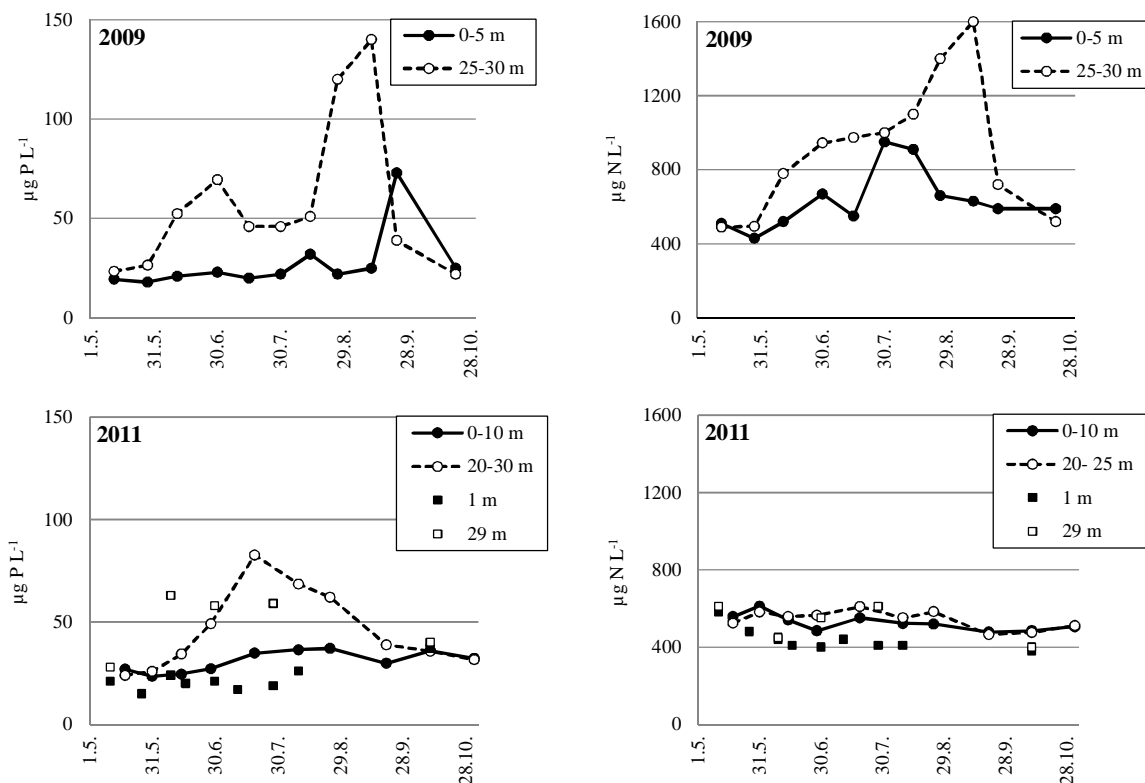


**Kuva 5.** Klorofylli-*a* pitoisuus Lankiluodossa (LL10) kahdella eri syvyydellä vuosina 2009 ja 2011. Toukokuun 2011 tulos on täydennetty Hertta-tietokannasta (Ramboll Analytics Oy, näytesyvyys 0-4,2 m).

### 3.3. Ravinteet, DOC ja pH

Koska ravinnepitoisuuksia ei mitattu eläinplanktonnäytteenoton yhteydessä vuonna 2011, perustuvat tulokset J. Niemistön resuspensiotutkimuksessa mitattuihin arvoihin. Koska näytteenottosyvyydet (0-1 m; 20-30 m) poikkesivat hieman vuonna 2009 käytetyistä (0-5 m; 25-30 m), täydennettiin tuloksia lisäksi Hertta-tietokannasta (1 m; 29 m; Ramboll Analytics Oy). Kokonaisfosforipitoisuuden avovesikauden keskiarvo oli pintavedessä samaa luokkaa vuonna 2011 kuin vuonna 2009 (27 µg l<sup>-1</sup>). Suurimmat pitoisuudet pintavedestä mitattiin vuonna 2009 syyskuussa, kun kerrostuminen alkoi purkautua (Kuva 6). Sen sijaan vuonna 2011 fosforipitoisuus pintavedessä oli hyvin tasainen. Alusveden kokonaisfosforipitoisuus oli vuonna 2011 keskimäärin 47 µg l<sup>-1</sup>, kun vuonna 2009 se oli 58 µg l<sup>-1</sup>. Vuonna 2009 fosforipitoisuudet alkoivat nousta jo kesäkuussa happipitoisuuden laskiessa. Suurimmat, yli 100 µg l<sup>-1</sup> olevat arvot mitattiin elo-syyskuun taitteessa. Vuonna 2011 suurimmat pitoisuudet (83 µg l<sup>-1</sup>) mitattiin heinäkuussa. Vesikerrosten sekoittaminen vuonna 2011 on voinut tasoittaa vesikerrosten pitoisuuseroja (Niemistö & Horppila 2012).

Avovesikauden 2011 kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvo Lankiluodolla pintavedessä oli 485 µg l<sup>-1</sup>, mikä oli edeltävää mittauskautta alhaisempi (637 µg l<sup>-1</sup> vuonna 2009; Kuva 6). Suurimmat, 900 µg l<sup>-1</sup> ylittävät arvot pintavedessä mitattiin vuoden 2009 heinä-elokuussa. Pohjanläheisessä vedessä tyyppipitoisuus kohosi fosforin tavoin vuonna 2009 kesän aikana ja oli suurimmillaan elo-syyskuussa 1600 µg l<sup>-1</sup>, koko kauden keskiarvon ollessa 911 µg l<sup>-1</sup>. Vuonna 2011 kokonaistyyppipitoisuus oli hyvin tasainen, ja pohjan läheisen veden koko kauden keskiarvo 537 µg l<sup>-1</sup> jäi huomattavasti vuotta 2009 alhaisemmaksi.



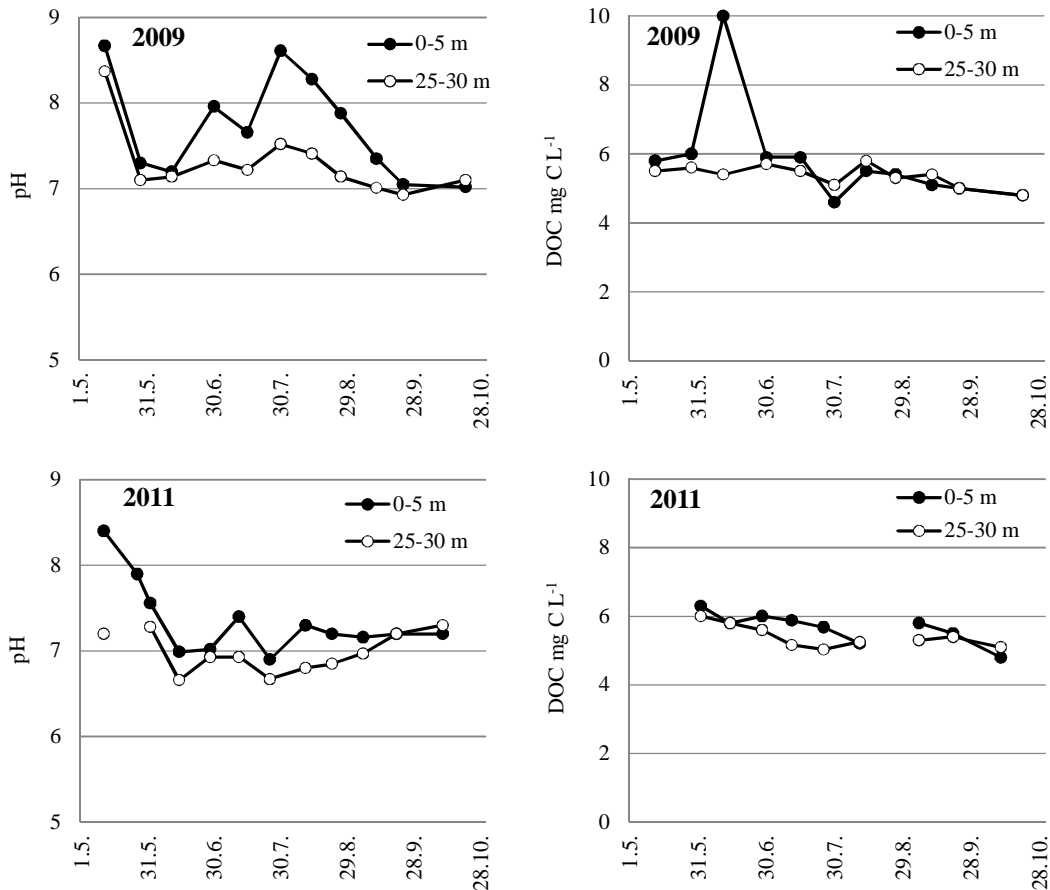
**Kuva 6.** Kokonaisfosforin (vasemmalla) ja kokonaistypen (oikealla) pitoisuudet Lankiluodon (LL10) mittauspisteessä kahdessa eri vesikerroksessa avovesikausien 2009 (yläkuvat) ja 2011 (alakuvat) aikana. Vuoden 2011 osalta kuvassa on esitetty Niemistön ym. (HY) tutkimushankkeen kokonaisfosfori- ja typpipitoisuudet pintavedestä (0-10 m) sekä pohjan läheisestä vedestä (20-30 m). Koska nämä näytteenottosyvyydet poikkeavat hieman vuoden 2009 näytteenotosta, on kuvassa esitetty lisäksi ravinnetuloksia Hertta-tietokannasta (Ramboll Analytics Oy) 1 metrin ja 29 metrin syvyyksiltä (neliöt).

Vesijärven pH oli lähellä neutraalia tai lievästi emäksistä. Pintavedessä pH oli hieman korkeampi kuin pohjanläheisessä vedessä (Kuva 7). Korkeimmat arvot (> 8) mitattiin pintavedestä heti toukokuussa, sekä vuonna 2009 myös heinä-elokuun taitteessa, jolloin klorofylli-*a* -pitoisuudetkin olivat suuret ja yhteyttäminen kohotti pH:ta. Liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuudet Enonselällä olivat hyvin tasaisesti 5-6 mg l<sup>-1</sup> välillä (Kuva 7). Ainoastaan 11.6.2009 pintaveden arvo oli poikkeavan suuri, joten tähän tulokseen kannattaa suhtautua varauksella.

### 3.4. Eläinplankton

#### 3.4.1. Kokonaisbiomassa

Eläinplanktonin kokonaisbiomassa päällysvedessä (0-10 m) oli avovesikautena 2011 suurimmillaan kesäkuussa, jolloin se ylitti 200 µg C l<sup>-1</sup> (Kuva 8). Heinäkuussa biomassa laski alle 100 µg C l<sup>-1</sup>:aan, missä se pysyi loppukauden ajan. Vuonna 2009 kesäkuussa ei havaittu maksimia lainkaan, ja kokonaisbiomassa kohosi yli 100 µg C l<sup>-1</sup>:aan vasta heinäkuussa. Suurin arvo, 142 µg C l<sup>-1</sup>, mitattiin heinäkuun puolivälissä, ja toisen kerran 100 µg C l<sup>-1</sup> ylittyi elo-syyskuussa.

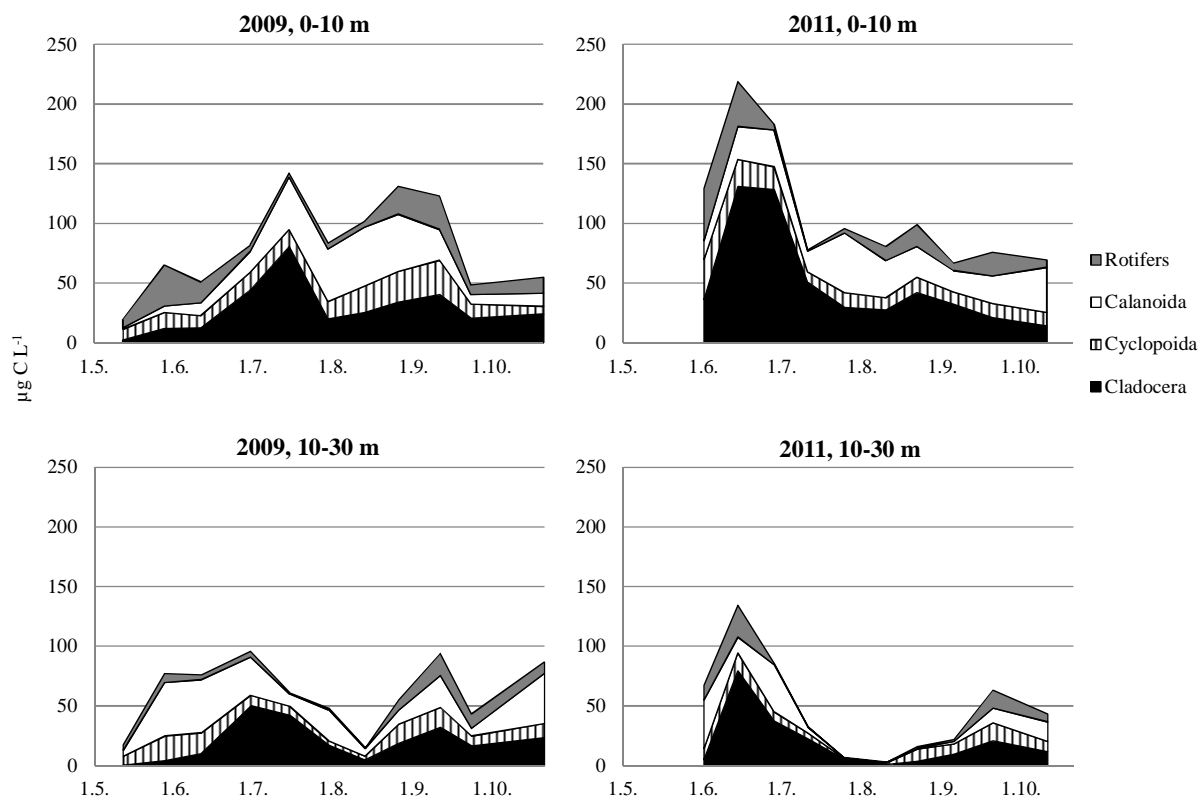


**Kuva 7.** Veden pH (vasemmalla) sekä liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuus (oikealla) Lankiluodon kahdessa eri vesikerroksessa avovesikausien 2009 ja 2011 aikana. Toukokuun 2011 pH tulokset on täydennetty Hertta-tietokannasta (Ramboll Analytics Oy, näytesyvyys 1 m ja 29 m).

Koko kauden keskiarvona vuoden 2011 eläinplanktonin kokonaisbiomassa päällysvedessä oli korkeampi kuin vuonna 2009 ( $109 \mu\text{g C l}^{-1}$  vs.  $82 \mu\text{g C l}^{-1}$ ).

Myös alusvedessä (10-30 m) eläinplanktonin kokonaisbiomassa oli suurimmillaan kesäkuussa 2011, jolloin se oli  $134 \mu\text{g C l}^{-1}$  (Kuva 8). Vuonna 2009 alusvedessä kokonaisbiomassa ei ylittänyt kertaakaan  $100 \mu\text{g C l}^{-1}$ :aa. Vuonna 2011 kokonaisbiomassa alusvedessä laski kuitenkin selvästi heinäkuussa ja pysyi alhaisena seurantajakson loppuun saakka. Alhaisimmillaan eläinplanktonin kokonaisbiomassa oli 10. elokuuta 2011 jolloin alusvedessä oli lähes tyhjää (vain alle  $3 \mu\text{g C l}^{-1}$ ). Vastaavana ajankohtana myös vuonna 2009 biomassat alusvedessä olivat alhaisia (13.8.2009:  $15 \mu\text{g C l}^{-1}$ ), kun vähähappinen vesi ulottui harppauskerrokseen. Vuonna 2011 eläinplanktonin kokonaisbiomassa laski kuitenkin vielä alhaisemmaksi ja pysyi alhaisena pidempään kuin vuonna 2009. Kesäkuun hetkellisestä korkeammista biomassoista huolimatta koko kauden keskiarvo alusvedessä jäi vuonna 2011 alhaisemmaksi kuin vuonna 2009 ( $47 \mu\text{g C l}^{-1}$  vs.  $61 \mu\text{g C l}^{-1}$ ).

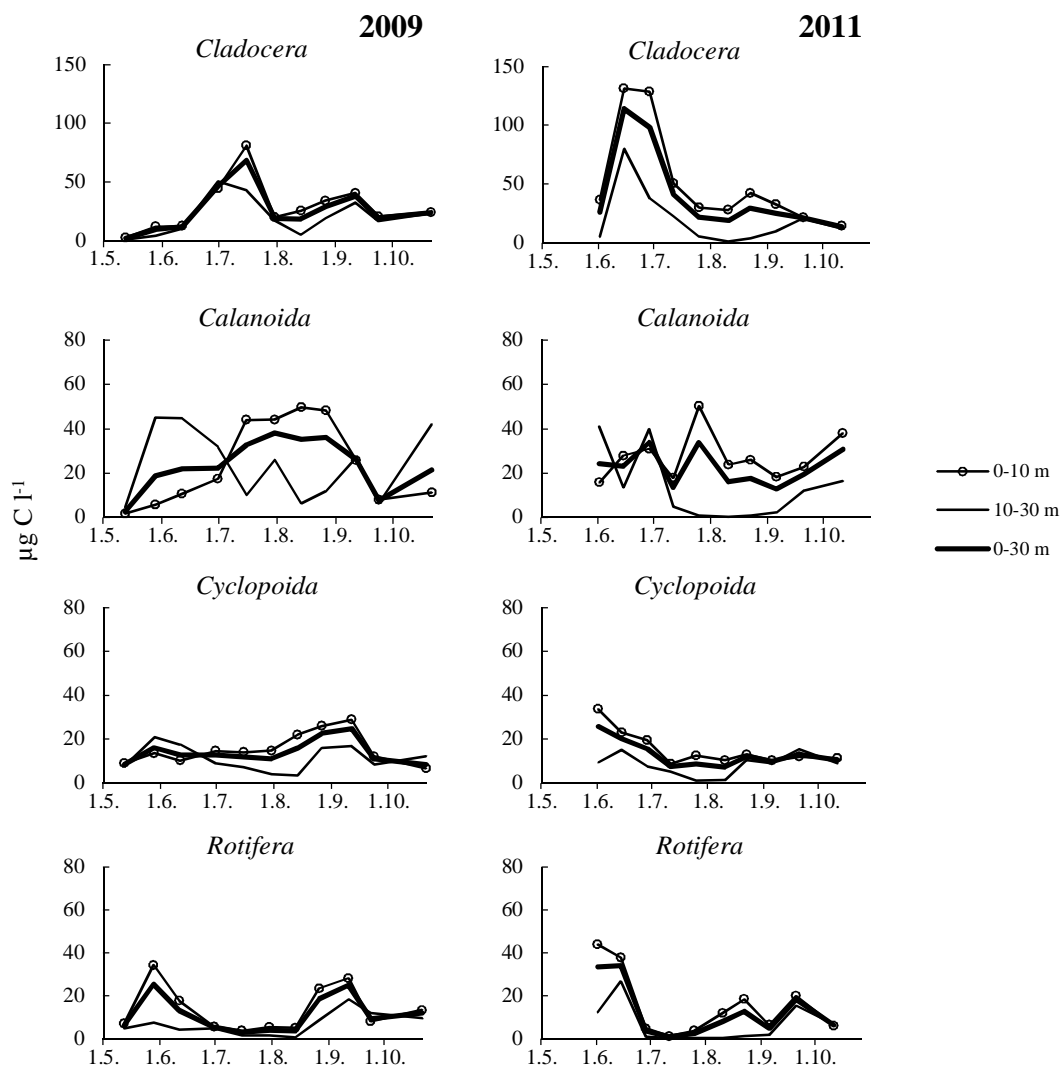




**Kuva 8.** Eläinplanktonin kokonaisbiomassa 0-10 metrin (yläkuvat) ja 10-30 metrin vesikerroksissa (alakuvat) vuonna 2009 (vasemmalla) ja 2011 (oikealla). Rotifera (rataseläimet); Cyclopoida (kyklooppihankajalkaiset); Calanoida (soutajahankajalkaiset); Cladocera (vesikirput).

Ryhmittäin tarkasteltuna tutkimusvuodet erosivat toisistaan eniten vesikirppujen (Cladocera) ja soutajahankajalkaisten (Calanoida) osalta. Vuonna 2011 vesikirppujen biomassa kohosi päällysvedessä  $130 \mu\text{g C l}^{-1}$ :aan kesäkuussa, kun vuonna 2009 korkeimmat biomassat ( $80 \mu\text{g C l}^{-1}$ ) havaittiin vasta heinäkuussa (Kuva 9). Biomassa laski molempina vuosina heinäkuun lopussa ja nousi hieman uudelleen elo-syyskuun vaihteessa. Kaiken kaikkiaan vesikirppuja esiintyi kerrostumisen aikana hieman enemmän päällysvedessä kuin alusvedessä. Koko kauden keskiarvona vesikirppujen biomassa päällysvedessä oli  $51 \mu\text{g C l}^{-1}$  vuonna 2011, mikä oli selvästi suurempi kuin 2009, jolloin se oli  $29 \mu\text{g C l}^{-1}$ . Alusvedessä kokokauden keskiarvo oli molempina vuosina noin  $20 \mu\text{g C l}^{-1}$ .

Soutajahankajalkaisten (Calanoida) kokonaisbiomassa oli molempina tutkimusvuosina touko-kesäkuussa suurempi alusvedessä kuin päällysvedessä johtuen alusveden suurista *Limnocalanus*-hankajalkaisista (Kuva 9). Heinäkuussa happipitoisuuden laskiessa alusvedessä soutajahankajalkaisten biomassa aleni, vuonna 2011 jopa alle  $1 \mu\text{g C l}^{-1}$ :aan, jossa se pysyi koko elokuun ajan. Koko kauden keskiarvona soutajahankajalkaisten biomassa oli vuonna 2009 suunnilleen samaa luokkaa päällysvettä ja alusvedessä ( $24$  vs.  $23 \mu\text{g C l}^{-1}$ ), mutta vuonna 2011 biomassa jäi alusvedessä selvästi päällysvettä alhaisemmaksi ( $27$  vs.  $13 \mu\text{g C l}^{-1}$ ). Kaiken kaikkiaan soutajahankajalkaisten kokonaisbiomassa oli molempina vuosina suurempi kuin kyklooppihankajalkaisten.

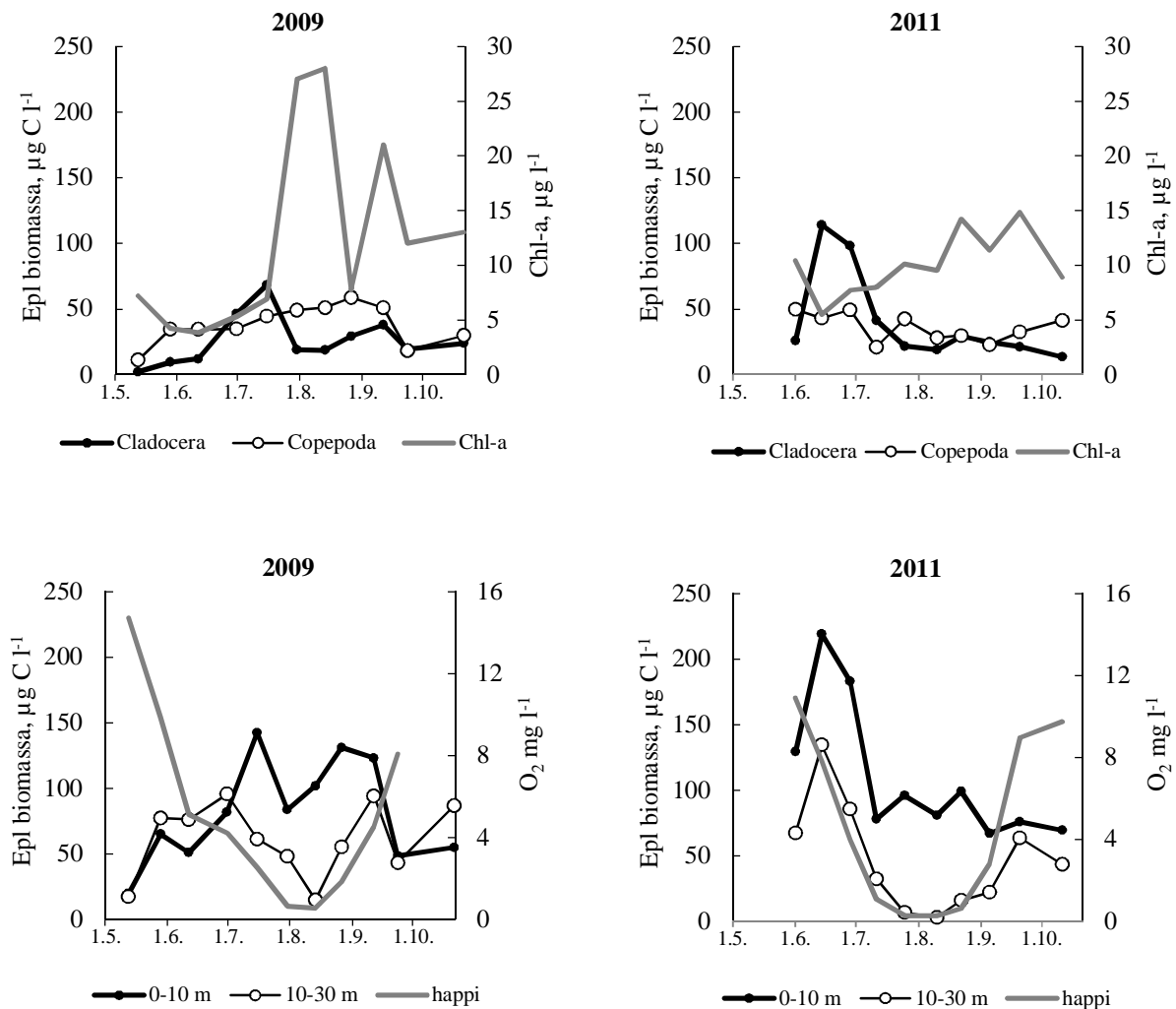


**Kuva 9.** Eri eläinplanktonryhmien kokonaisbiomassat 0-10 metrin ja 10-30 metrin vesikerroksissa sekä vesikerrosten tilavuuspainotettuna keskiarvona (0-30 m) avovesikausien 2009 (vasemmalla) ja 2011 aikana (oikealla): Cladocera (vesikirput), Calanoida (soutajahankajalkaiset), Cyclopoida (kyklooppihankajalkaiset) ja Rotifera (rataseläimet).

Kyklooppihankajalkaisten (Cyclopoida) kokonaisbiomassa oli molempina vuosina varsin tasainen koko avovesikauden ajan (Kuva 9), joskin alusvedessä biomassat laskivat heinä-elokuussa, etenkin vuonna 2011. Koko kauden keskiarvona biomassa oli päällysvedessä molempina vuosina  $15 \mu\text{g C l}^{-1}$ . Alusvedessä biomassa oli  $11 \mu\text{g C l}^{-1}$  vuonna 2009 ja  $8 \mu\text{g C l}^{-1}$  vuonna 2011.

Rataseläinten biomassassa oli molempina kesinä kaksi maksimia (kuva 9). Vuonna 2009 rataseläimille tyypillinen kevätmaksimi jäi alhaiseksi ja tuli verraten myöhään, vasta kesäkuun alussa. Vuonna 2011 kevätmaksimi alkoi todennäköisesti aikaisemmin toukokuussa, sillä kesäkuun alun näytteissä biomassa oli jo korkea. Koko kauden keskiarvona tutkimusvuosien biomassat olivat lähellä toisiaan. Päällysvedessä rataseläinten kokonaisbiomassa oli  $14 \mu\text{g C l}^{-1}$  vuonna 2009 ja  $15 \mu\text{g C l}^{-1}$  vuonna 2011, ja alusvedessä molempina vuosina  $7 \mu\text{g C l}^{-1}$ .

Kun eläinplanktonin syvyysvyöhykkeiden tilavuuspainotettua kokonaisbiomassaa verrataan klorofylli-*a* pitoisuuteen, on yhteys selvin vesikirppujen biomassan kohdalla (Kuva 10, yläkuvat). Vuonna 2009 vesikirppujen biomassahuippu alkukesällä jäi vaatimattomaksi, ja klorofylli-*a* arvot kasvoivat huomattavan korkeiksi. Sinileväkukinnon syntyessä vesikirppujen biomassa laski, jolloin niiden laidunnusvaikutus leviin väheni entisestään. Vuonna 2011 vesikirppujen biomassa kesäkuussa oli vuoteen 2009 nähden kymmenkertainen, eikä sinileväkukintaa kehittynyt, vaikka klorofyllipitoisuus nousi jonkin verran syksyä kohden vesikirppujen biomassan laskiessa. Kun hankajalkaisten biomassoissa on vuosien välillä ollut varsin vähän vaihtelua, on vesikirppujen biomassassa ollut suuria vaihteluja (Vakkilainen ym. 2010). Vuonna 2009 vesikirppujen biomassa oli ennätysalhainen, eikä se ollut korkea myöskään vuonna 2011 verrattuna 90-lukuun ja 2000-luvun alkuvuosiin, minkä jälkeen vesikirppujen biomassahuiput ovat olleet säännönmukaisesti alhaisempia tai lyhytaikaisempia (vrt. Vakkilainen ym. 2010).



**Kuva 10.** Ylärivissä vesikirppujen (Cladocera) ja hankajalkaisten (Copepoda) tilavuuspainotettu kokonaisbiomassa (vasen akseli), sekä pintaveden (0-5 m) klorofylli-*a* pitoisuus (oikea akseli) avovesikaudien 2009 ja 2011 aikana. Alarivissä eläinplanktonin kokonaisbiomassa (vasen akseli) päällysvedessä (0-10 m) ja alusvedessä (10-30 m), sekä alusveden (10-30 m) keskimääräinen happipitoisuus (oikea akseli) avovesikaudien 2009 ja 2011 aikana.

Alusvedessä eläinplanktonin biomassaa näyttää säätelevän voimakkaasti happipitoisuus (Kuva 12, alakuvat). Molempina vuosina eläinplanktonin kokonaisbiomassa alusvedessä nousi ja laski hyvin selvästi alusveden happipitoisuuden mukana.

### 3.4.2. Lajikohtaiset yksilötiheydet

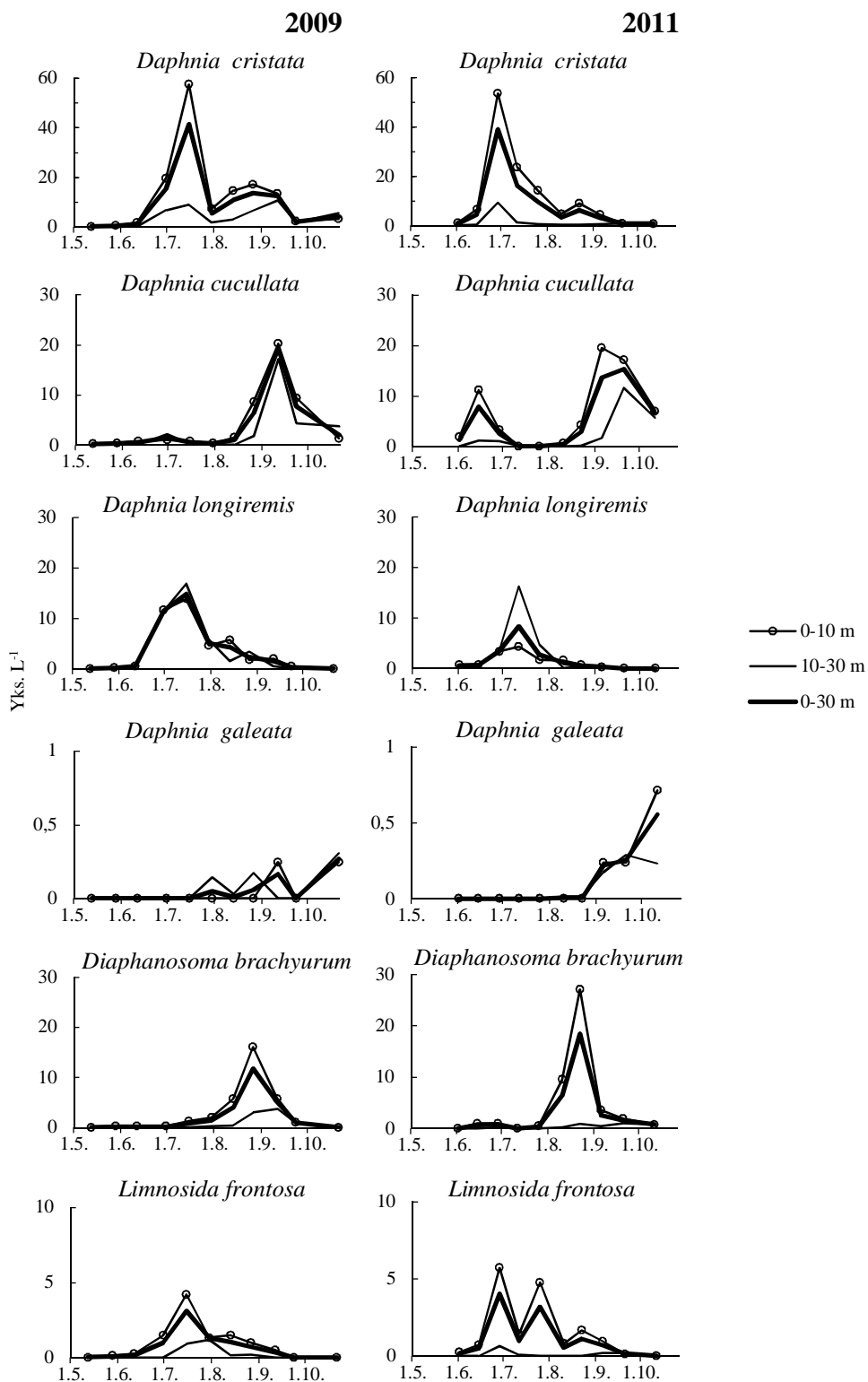
#### *Laiduntavat vesikirput*

Vesikirppujen lajikohtaisten tarkastelujen (Kuva 10) perusteella *Daphnia*-lajien tiheyksissä oli tutkimusvuosien välillä vähäisiä muutoksia. Pääasiassa päällyksivedessä viihtyvä *Daphnia cristata* oli edelleen runsain *Daphnia*-laji. Sen tiheysmaksimi päällyksivedessä vuonna 2011 tuli hieman aikaisemmin, kesäkuun puolella, mutta oli samaa luokkaa ( $> 50$  yksilöä  $l^{-1}$ ) kuin vuonna 2009. Muiden *Daphnia*-lajien tiheydet jäivät alhaisemmiksi. Päällyksivedessä esiintyvä *Daphnia cucullata* runsastui vuonna 2011 jo kesäkuussa, mutta voimakkaammin se yleistyivät molempina vuosina vasta elo-syyskuun vaihteessa, jolloin se kerrostumisen purkautuessa esiintyi myös alusvedessä. Sekä päällyks- että etenkin alusvedessä esiintyvä *Daphnia longiremis* runsastui kesä-heinäkuussa yhtä aikaa *D. cristata* -lajin kanssa, mutta sen tiheydet jäivät vuonna 2011 vuotta 2009 vaatimattommiksi. Uusi havainto Vesijärvellä vuonna 2009 oli *Daphnia galeata*, joka on hieman kolmea edellistä *Daphnia*-lajia suurempi. Sen tiheydet olivat vuonna 2011 vaatimattomia ( $<1$  yksilö  $l^{-1}$ ), mutta kuitenkin runsastuneet vuodesta 2009. *D. galeata* runsastui etenkin syksyä kohden, ja näytteenoton päättyessä lokakuussa tiheydet olivat vielä nousussa.

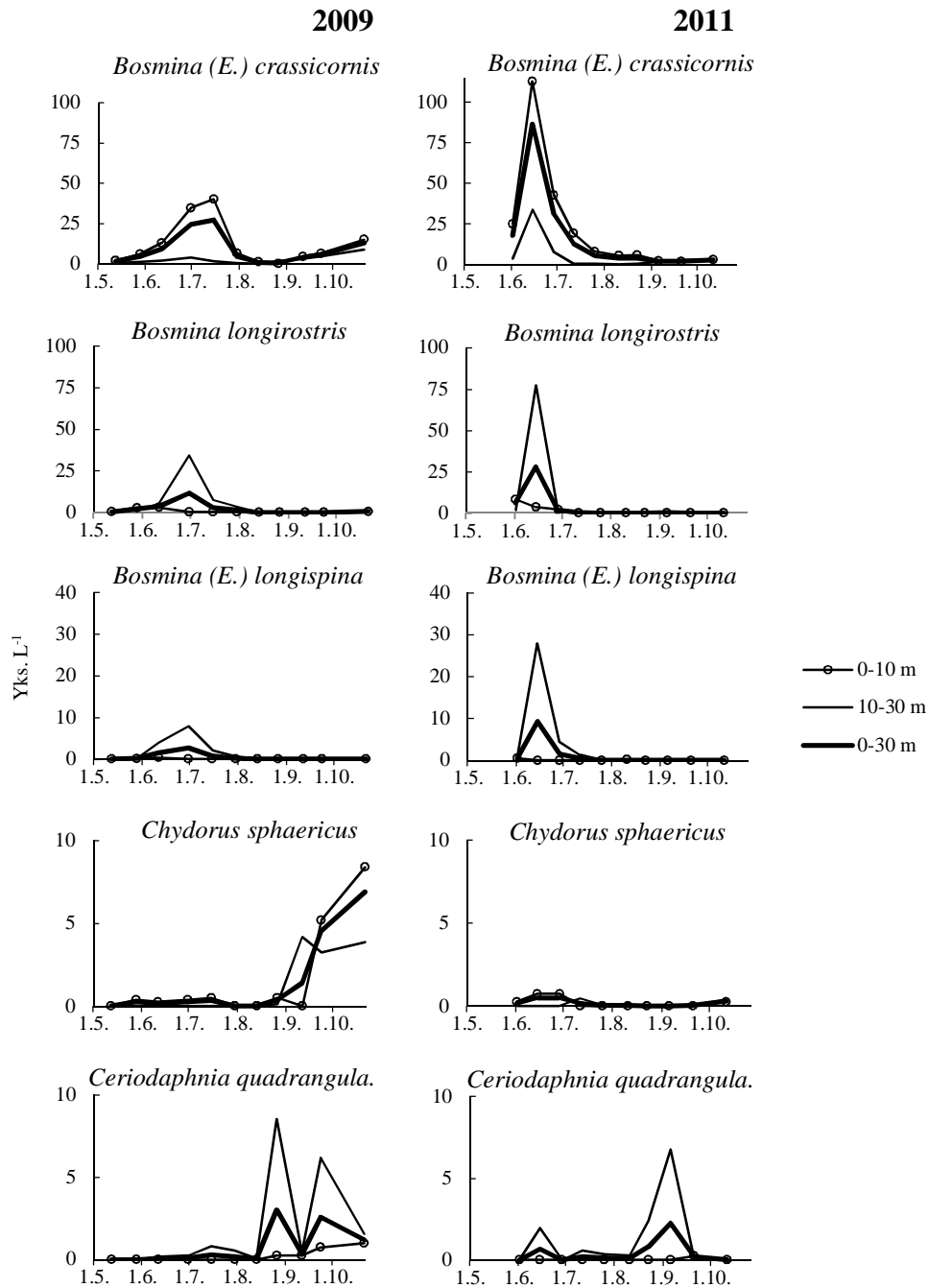
Muista ns. suurikokoisista vesikirpuista (maksimikoko  $>1$  mm) lähinnä päällyksivedessä esiintyvä *Diaphanosoma brachyurum* runsastui molempina vuosina vasta elokuun lopussa (Kuva 10). Maksimitiheys oli kuitenkin selvästi suurempi vuonna 2011 kuin 2009 (27 vs. 16 yks.  $l^{-1}$ ). *Limnoscida frontosa* -vesikirpulla oli vuonna 2009 vaatimaton maksimi päällyksivedessä heinäkuussa. Vuonna 2011 tämä suurikokoinen laji oli hieman aiempaa runsaampi, ja tiheys ylitti päällyksivedessä 5 yks.  $l^{-1}$ . Kesän ensimmäisessä pintaveden näytteessä havaittiin yksittäisenä myös *Holopedium gibberum*. Vuonna 2009 tätä suurikokoista hyytelövesikirppua ei tavattu Limnos-näytteissä, mutta haavinäytteissä siitä tehtiin yksittäisiä havaintoja.

Pienikokoisista vesikirpuista (Kuva 11) runsain oli päällyksivedessä esiintyvä *Bosmina (E.) crassicornis*, jonka tiheys vuonna 2011 ainoana lajina ylitti 100 yks.  $l^{-1}$ . Tämä lajin varsin lyhytaikaiseksi jäänyt maksimi oli kesäkuussa. Vuonna 2009 *B. (E.) crassicornis* -lajin tiheysmaksimi oli vasta heinäkuussa ja jäi 40 yksilöön  $l^{-1}$ . Alusvedessä esiintyvät muut *Bosmina* -lajit olivat molempina vuosina runsaimpia kesäkuussa, häviten loppukesäksi lähes kokonaan. Vuonna 2011 molemmat lajit runsastuivat hieman aikaisemmin kuin vuonna 2009, kesäkuun puolivälissä, ja tiheydet olivat suurempia, *Bosmina longirostris* -lajin maksimin ollessa 77 yks.  $l^{-1}$  ja *Bosmina (E.) longispina* -lajin maksimin 28 yks.  $l^{-1}$ .

Vuonna 2009 syksyllä runsastui pienikokoinen *Chydorus sphaericus*, joka oli edelleen runsastumassa näytteenoton päättyessä. Tämän lajin menestyminen ulappa-alueella on liitetty sinileviin (Flössner 2000). Lajin tiheys vuonna 2009 jäi alle 10 yks.  $l^{-1}$ ; vuonna 2011 laji oli todella harvinainen maksimitiheyden ollessa  $<1$  yks.  $l^{-1}$ . Lähinnä alusvedessä esiintyvä *Ceriodaphnia quadrangula* runsastui molempina vuosina vasta loppukesällä. Vuonna 2011 runsaus jäi hieman alhaisemmaksi kuin 2009, joskin maksimitiheys oli lähes samaa tasoa (6,8 vs. 8,5 yks.  $l^{-1}$ ).



**Kuva 11.** Suurikokoisten laiduntaja-vesikirppujen lajikohtaiset tiheydet 0-10 metrin ja 10-30 metrin vesikerroksissa sekä vesikerrosten tilavuuspainotettuna keskiarvona (0-30 m) avovesikausien 2009 ja 2011 aikana.



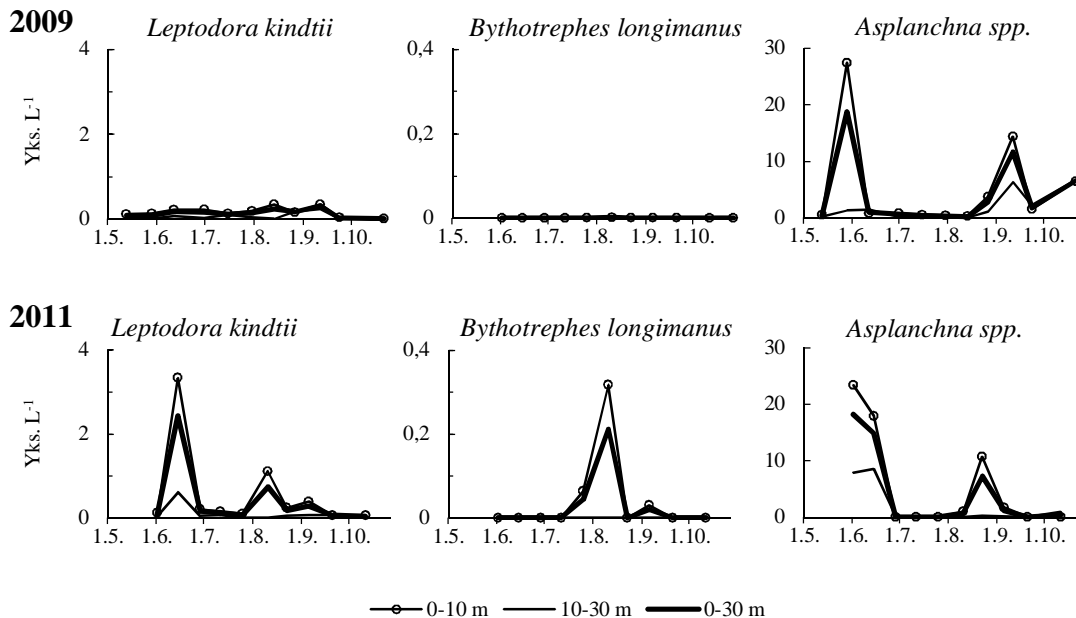
**Kuva 12.** Pienikokoisten laiduntaja-vesikirppujen lajikohtaiset tiheydet 0-10 metrin ja 10-30 metrin vesikerroksissa sekä vesikerrosten tilavuuspainotettuna keskiarvona (0-30 m) avovesikausien 2009 ja 2011 aikana.

### *Petovesikirpukat*

Vuonna 2009 selkärangattomien petojen runsautta selvitettiin erikseen planktonhaavilla (Horppila ym. 2010), mutta vuonna 2011 tämä tutkimus jäi pois. Planktonhaavilla saadaan suurempi näytetilavuus kuin Limnos-noutimella, jolloin voidaan saada tarkempi kuva harvalukuisista pedoista. Suurikokoiset pedot kykenevät myös mahdollisesti väistämään pienialaista Limnos-näytteenotinta. Silti vuonna 2009 *Leptodora kindtii* –petovesikirpukat

runsaus Limnos-näytteissä oli suurempi kuin haavinäytteissä. Sen sijaan harvalukuisen *Bythotrephes longimanus* –petovesikirpun tiheydestä saatiin vuonna 2009 arvio pelkästään planktonhaavilla, sillä Limnos-näytteissä laji ei esiintynyt kyseisenä vuonna ollenkaan. Kuvan 13 petovesikirppujen tiheydet perustuvat Limnos-näytteisiin muiden, paitsi *Bythotrephes longimanus*-lajin vuoden 2009 tiheyden osalta, joka kuvassa käytetyllä yksiköllä oli kuitenkin haavinäytteissä lähellä nollaa (maksimi 15 yks. m<sup>-3</sup> = 0,0015 yks. l<sup>-1</sup>), ja Limnos-näytteissä siis nolla. Molemmat lajit olivat Limnos-näytteissä selvästi runsaampia vuonna 2011 kuin vuonna 2009. *Leptodora* oli runsain kesäkuussa, ja lajin maksimitiheys päällysvedessä oli kymmenkertainen vuoteen 2009 nähden (3 yks. l<sup>-1</sup> vs. 0,3 yks. l<sup>-1</sup>). Harvalukuisempi *Bythotrephes* runsastui elokuussa, jolloin tiheys päällysvedessä ylitti 0,3 yks. l<sup>-1</sup>.

Kuvassa 13 on esitetty myös rataseläimiin kuuluvan pedon, *Asplanchna* spp. tiheys. Siinä ei havaittu muutoksia vuosien välillä. Molempina vuosina tiheys oli suurin päällysvedessä heti keväällä (>20 yks. l<sup>-1</sup>), ja toinen, vähäisempi runsastuminen tapahtui elosyyskuussa.

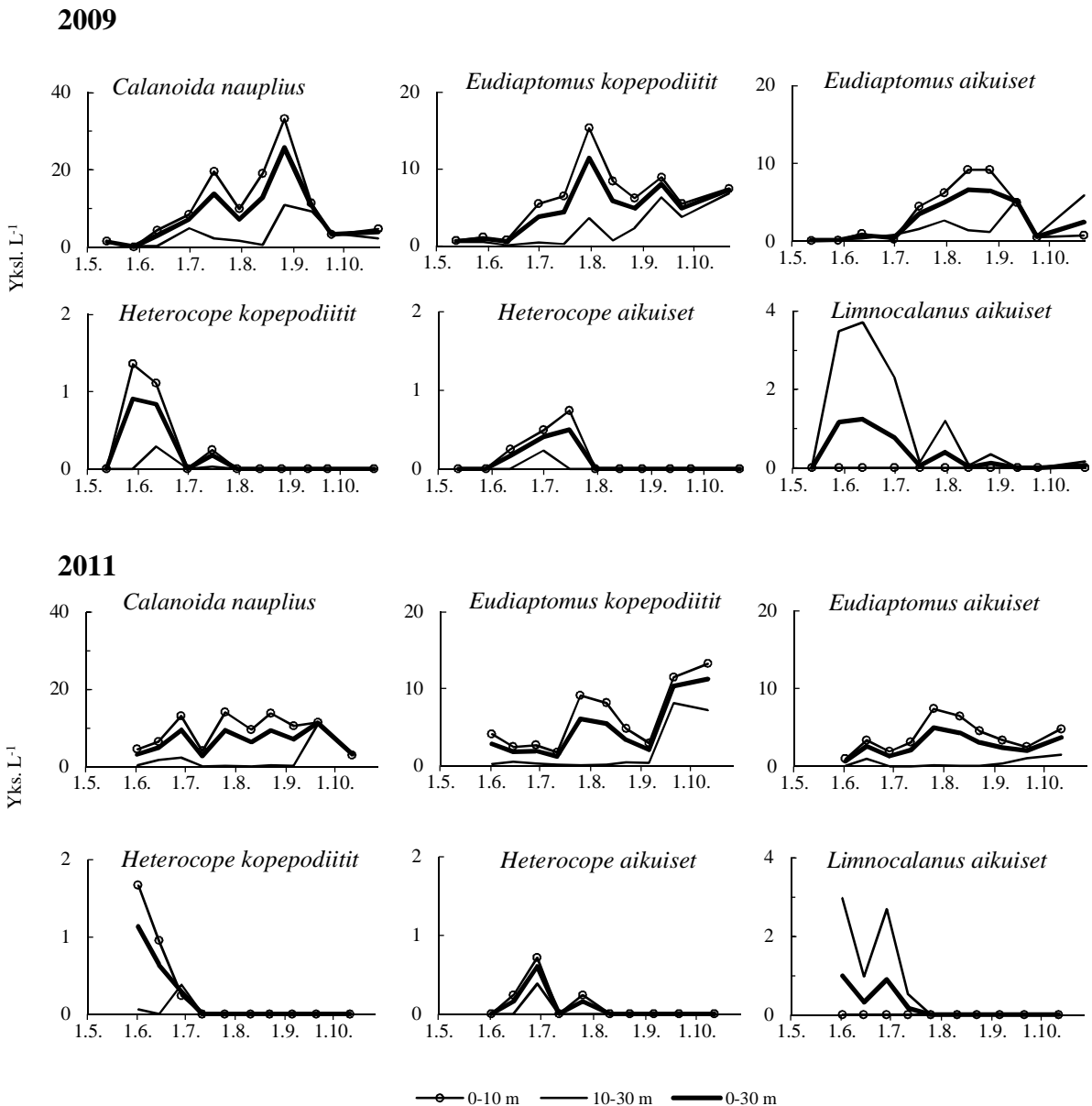


**Kuva 13.** Selkärangattomiin petoihin kuuluvien vesikirppujen sekä *Asplanchna* spp. rataseläinten tiheydet 0-10 metrin ja 10-30 metrin vesikerroksissa sekä vesikerrosten tilavuuspainotettuna keskiarvona (0-30 m) avovesikausien 2009 ja 2011 aikana.

### Hankajalkaiset

Soutajahankajalkaisista selvästi yleisin oli lähinnä päällysvedessä leviä laiduntava *Eudiaptomus gracilis* (ajoittain myös *E. graciloides*), joka oli molempina vuosina runsain heinä- ja elokuussa. Kopepoditiivaiheet olivat runsaita myös syksyllä. Nauplius-toukkia esiintyi koko kesän, eniten heinä-elokuussa. Vuonna 2011 nauplius-toukkien tiheys jäi alhaisemmaksi kuin vuonna 2009. Suurista, petomaisista soutajahankajalkaisista lähinnä päällysvedessä esiintyi *Heterocope appendiculata*, joka oli kuitenkin varsin harvalukuinen (max. <2 yks. l<sup>-1</sup>). Kopepoditiivaiheiden tiheys oli suurimmillaan molempina vuosina

touko-kesäkuussa, aikuisten kesä-heinäkuussa. Alusvedessä esiintyvä suurikokoinen jääkauden reliktilaji *Limnocalanus macrurus* oli molempina vuosina runsaimmillaan heti alkukesällä. Kopepodiitti-vaiheita esiintyi toukokuussa. Aikuisten tiheydet olivat suurimmillaan touko-kesäkuun vaihteessa, jolloin niiden tiheys oli 3-4 yksilöä litrassa, ollen vuonna 2011 hieman alhaisempi kuin vuonna 2009. *Limnocalanus* katosi vuonna 2011 kokonaan alusvedestä heinäkuun puolivälin jälkeen, kun vuonna 2009 havaintoja tehtiin vielä elokuussa ja uudelleen lokakuussa.

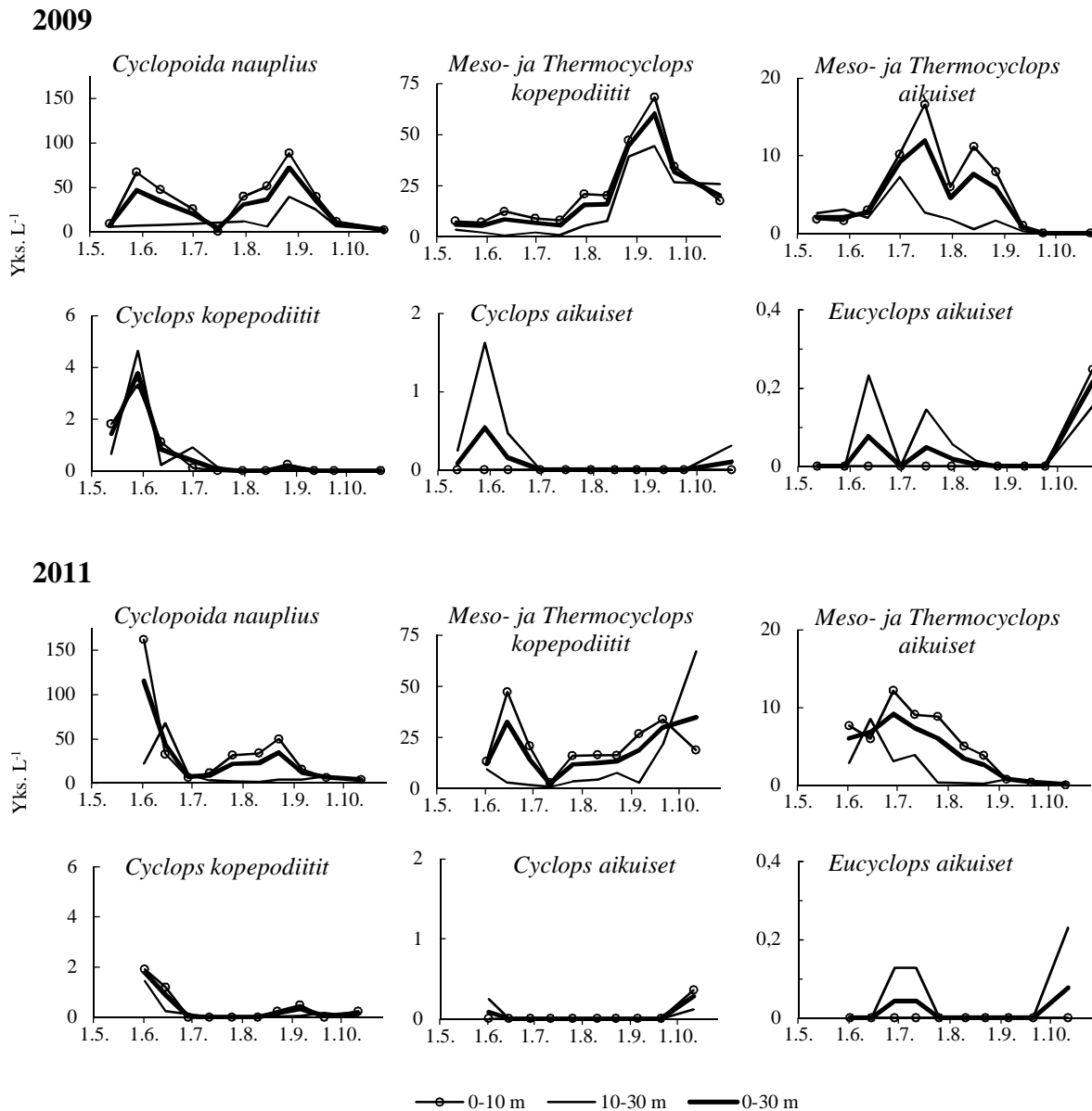


**Kuva 14.** Soutajahankajalkaisten (*Calanoida*) tiheydet 0-10 metrin ja 10-30 metrin vesikerroksissa sekä vesikerrosten tilavuuspainotettuna keskiarvona (0-30 m) avovesikauden 2009 aikana.

Kyklooppihankajalkaisista runsaimpia olivat pienehköt lajit *Thermocyclops oithonoides* ja *Mesocyclops leuckarti*, jotka olivat päällysvedessä hieman alusvettä runsaampia. Pienet nauplius-toukkavaiheet muodostivat kesän aikana kaksi maksimia, joista



ensimmäinen oli toukokuun lopussa ja toinen elokuun lopussa. Vuonna 2011 kevään maksimi päällysvedessä oli erityisen suuri (161 yks. l<sup>-1</sup>). Kopepodiitti-vaiheet olivat runsaimpia syksyllä, aikuiset kesä- heinä- ja elokuussa. Lisäksi havaittiin *Cyclops* ja *Eucyclops* -lajeja, mutta niiden tiheydet olivat varsin alhaisia. Kuitenkin alkukesällä 2009 selkärangattomiin petoihin luettava *Cyclops* sp. oli runsaampi kuin esimerkiksi *Leptodora*. Vuonna 2011 *Cyclops* -lajien tiheys jäi hyvin alhaiseksi.

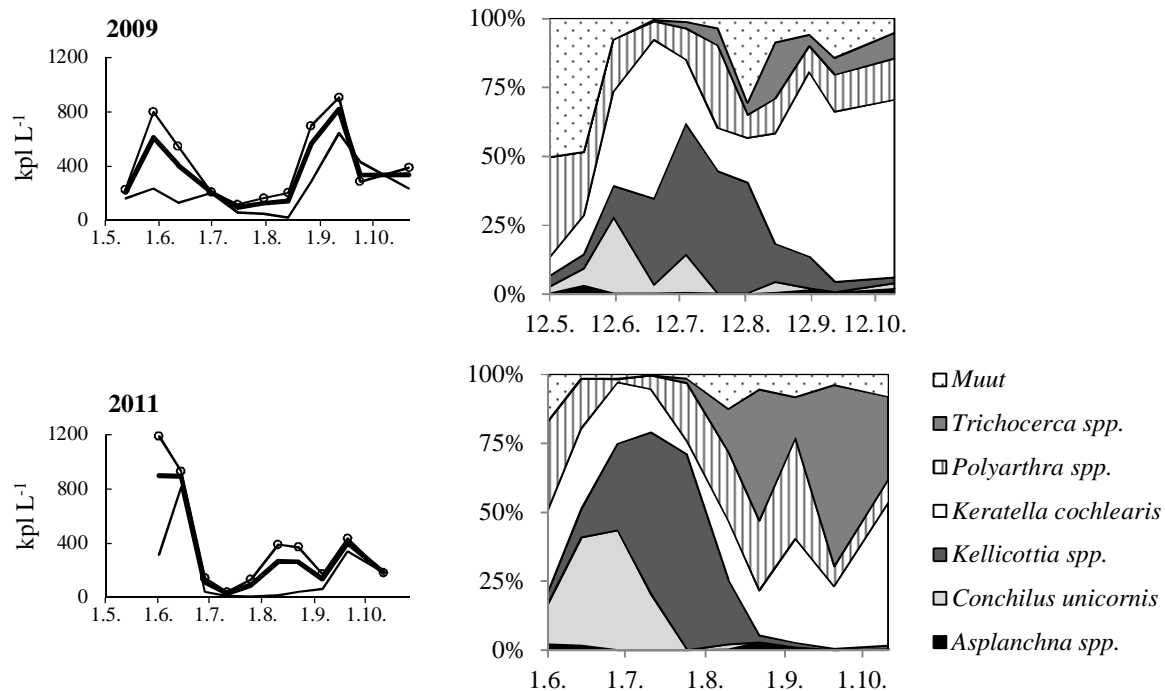


**Kuva 15.** Kyklooppihankajalkaisten (*Cyclopoida*) tiheydet 0-10 metrin ja 10-30 metrin vesikerroksissa sekä vesikerrosten tilavuuspainotettuna keskiarvona (0-30 m) avovesikauden 2009 aikana.

### **Rataseläimet**

Rataseläinten kokonaistiheys koko kauden keskiarvona oli päällysvedessä noin 400 ja alusvedessä noin 200 yks. l<sup>-1</sup> molempina vuosina, vuonna 2011 hieman alhaisempi kuin 2009 (Kuva 16). Suurin tiheys havaittiin silti vuonna 2011 kesäkuun alussa päällysvedessä, jossa

rataseläinten tiheys ylitti 1000 yks. l<sup>-1</sup>. Lajikirjo oli suuri, ja lajikoostumuksessa tapahtui samankaltainen sukkessio molempien vuosien aikana. Toukokuussa runsaimpia olivat *Filinia terminalis*, *Synchaeta*- sekä etenkin *Polyarthra*-lajit, jotka olivat yhdessä *Keratella cochlearis* -lajin kanssa runsaita koko kesän. Kesäkuussa runsastui myös *Conochilus unicornis* ja heinäkuussa *Kellicottia longispina* (myös *K. bostoniensis*). Elokuussa alkoivat runsastua erilaiset *Trichocerca*-lajit. Syys-lokakuussa yhteisössä vallitsivat *Trichocerca*-lajit yhdessä *Keratella cochlearis* -lajin kanssa. Vuonna 2011 *Trichocerca*-lajien osuus oli selvästi suurempi kuin vuonna 2009, jolloin *Keratella cochlearis* muodosti syksyllä yli 60 % rataseläinten kokonaistihydestä.



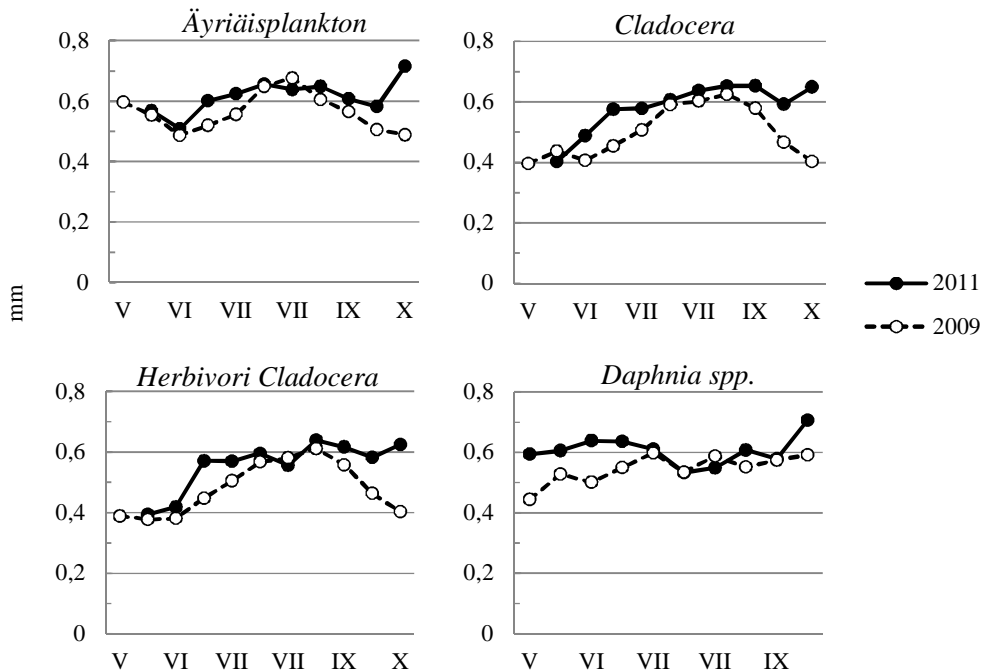
**Kuva 16.** Vasemmalla rataseläinten kokonaistihyden muutokset 0-10 metrin ja 10-30 metrin vesikerroksissa sekä vesikerrosten tilavuuspainotettuna keskiarvona (0-30 m) avovesikausien 2009 ja 2011 aikana. Oikealla rataseläinten lajikoostumuksen suhteelliset muutokset vesikerrosten tilavuuspainotettuna keskiarvona (0-30 m).

### 3.4.3. Pituusmittaukset

Äyriäisplanktonin tiheyspainotettu keskipituus päällysvedessä vuonna 2011 oli suurempi kuin vuonna 2009 lähes jokaisella mittauskerralla (Kuva 17). Toisin sanoen äyriäisplankton koostui suuremmista lajeista tai samojen lajien suuremmista yksilöistä kuin vuonna 2009. Valoisassa vesikerroksessa eläinplankton on alttiimpi kalojen näköaistiin perustuvalla saalistukselle. Pimeässä alusvedessä muutos ei ollut yhtä selvä, mutta siellä tilannetta sekoittivat tiheyksiä rajoittanut alhainen happipitoisuus ja hyvin erikokoisten lajien vuodenaikaiset runsausmuutokset (*Limnocalanus* vs. *Bosmina longirostris*).

Kun tarkasteluun otetaan pelkästään vesikirput, oli ero vuosien välillä päällysveden tiheyspainotetussa keskipituudessa vielä selkeämpi (Kuva 17). Vesikirppuyhteisön keskikoon kasvu ei johtunut pelkästään suurikokoisten petovesikirppujen

(*Leptodora*, *Bythotrephes*) runsastumisesta vuonna 2011, sillä myös herbivorit, eli leviää laiduntavat vesikirput olivat useammalla mittauskerralla suurempia vuonna 2011 kuin vuonna 2009. Myöskin pelkästään *Daphnia*-lajien tiheyspainotettu keskipituus oli vuonna 2011 usealla mittauskerralla suurempi (tai vähintään samaa luokkaa) kuin vuonna 2009.



**Kuva 13.** Äyriäisplanktonin tiheyspainotettu keskipituus päällysvedessä (0-10 m) avovesikausien 2009 ja 2011 aikana. Äyriäisplankton sisältää kaikki vesikirput sekä hankajalkaiset lukuun ottamatta nauplius-toukkia. Vesikirput (Cladocera) sisältää laiduntavat ja petovesikirput. Herbivori Cladocera sisältää pelkästään laiduntavat vesikirput. *Daphnia* spp. sisältää neljä *Daphnia* -lajia.

#### 4. Tulosten tarkastelu

Vesijärvellä vuonna 2010 aloitettu ilmastustoiminta muutti syvänealueen happi- ja lämpötilaolosuhteita, sillä tutkimusvuodet erosivat selvästi happi- ja lämpötilakerrostuneisuuden suhteen. Vuonna 2011 hapeton ajanjakso pohjanläheisessä vedessä oli lyhyempi kuin ilmastusta edeltäneenä vertailuvuotena 2009. Merkille pantavaa oli kuitenkin se, että hapettomuus nousi ylemmäs vesipatsaassa valoisaan vesikerrokseen saakka, ja alusvesi oli huomattavan lämmintä. Alusveden lämpiäminen on luultavasti nostanut myös hapenkulutusta (Liboriussen ym. 2009). Päällysveden ravinnepitoisuuksiin ilmiöllä ei ollut suurta vaikutusta, mutta vesimassojen sekoittaminen on tasannut pitoisuuksia, eikä alusvedessä myöskään havaittu samanlaista ravinnepitoisuuden nousua kuin 2009 (Niemistö & Horppila 2012). Planktoneliöstön kannalta olosuhteet kuitenkin huononivat vuonna 2011. Pimeää, viileää alusvettä vaativilla lajeille ei käytännössä katsoen ollut ollenkaan hapekasta elinympäristöä edes heti harppauskerroksen alla. Tämä näkyi alusveden eläinplanktonbiomassan selvänä laskuna heinä-elokuussa, jolloin alusvesi oli käytännössä tyhjä.

Samanlainen alusveden biomassan lasku tapahtui myös vuonna 2009, mutta se oli lievempi ja lyhytkestoisempi. Tuolloin alusveden lajeilla oli mahdollisuus selviytyä harppauskerroksen alla toisin kuin vuonna 2011, jolloin hapettomuus nousi lähemmäksi pintaa ja valaistua vesikerrosta.

Tilanne on ollut hankala myös viileää alusvettä vaativille kalalajeille, joista merkittävän eläinplanktonin saalistajan, kuoreen kanta romahti, mahdollisesti jo vuonna 2010 (Malinen T., alustavat tulokset vuodelta 2011). Kuore nousee öisin alusvedestä pintaveteen saalistamaan eläinplanktonia (Malinen ym. 2010). Vaikka päällysvedessä eläinplanktonia edelleen saalistivat päiväaikaan mm. särki ja ahven, on yhden merkittävän ja runsaslukuisen saalistajan puuttuminen vähentänyt eläinplanktoniin kohdistuvaa saalistuspainetta huomattavasti. Koska särki ja ahven vaeltavat yöksi rannan läheisyyteen, on ulapalla ollut öisin lähes kalatonta (Malinen T., alustavat tulokset vuodelta 2011). Tämä luultavasti selittää eläinplanktonin korkeamman biomassan päällysvedessä, suuremman yksilökoon sekä selkärangattomien petojen runsastumisen (*Leptodora*, *Bythotrephes*). Vuonna 2009 toteutettujen ravintomäärittysten (Malinen ym. 2010) mukaan kuoreen tärkeimpiä ravintokohteita olivat hankajalkaiset sekä vesikirpuista *Daphnia* ja ajoittain *Bosmina*, *Limnosida* ja *Leptodora*. Eläinplanktonia syödessään särjen ravinnonkäyttö kohdistui etenkin *Bosmina* ja *Daphnia* –vesikirppuihin ja ajoittain *Leptodora*-petovesikirppuun. Pienet ahvenet suosivat *Limnosida*, *Leptodora* tai *Bosmina*-vesikirppuja. Myös kesän vanhat kuhat ovat syöneet eläinplanktonia, etenkin hankajalkaisia ja *Leptodora*-petovesikirppua.

Selkärangattomiin petoihin kuuluvan *Mysis relicta* -jäännehalkoisjalkaisen (tai jäännemassaisen) runsaudesta ei ole tietoa. Laji tavattiin harvalukuisena vuoden 2009 haavinäytteissä hieman yllättäen, ja todennäköisesti vuosi 2011 ei ollut tälle viileää, hapekasta alusvettä suosivalle lajille otollinen, kuoreen romahtamisesta huolimatta (Horppila ym. 2010). Muiden selkärangattomien petojen, etenkin *Leptodora kindtii* -vesikirpun runsastuminen on kuitenkin voinut vaikuttaa laiduntavan eläinplanktonin biomassaan alentavasti, pienentäen kalastomuutoksen positiivista vaikutusta eläinplanktoniin. Toisaalta sekä kalojen saalistuksen aleneminen, että selkärankaisten petojen saalistuksen kohoaminen voivat molemmat vaikuttaa eläinplanktonin yksilökokoa suurentavasti. Kasvu havaittiinkin paitsi koko äyriäisplanktonin tiheyspainotetussa keskikoossa, myös laiduntavien vesikirppujen ja *Daphnia*-lajien keskikoossa.

Suurikokoinen eläinplankton laiduntaa kasviplanktonia tehokkaammin kuin pienikokoinen (Peters & Dowling 1984). Keskikoon kasvu sekä biomassan ja yksilötiheyksien kasvu päällysvedessä (alusvedessä alenema) ovat todennäköisesti vaikuttaneet siihen että kasviplanktonbiomassa pysyi alhaisempana eikä sinileväkukintoa syntynyt vuonna 2011. Tämä havaittiin myös näkösyvyyden kasvuna.

Tulosten tarkastelussa on huomioitava myös muut tekijät, kuten sääolosuhteet. Hyödyllistä taustatietoa olisivat mm. tuulisuuden, sateisuuden ja ulkoisen kuormituksen vaihtelut. Vuosi 2011 oli Etelä-Suomessa harvinaisen lämmin. Lämmin sää edesauttoi pintaveden lämpenemistä, mikä vesimassan sekoittamisen myötä ulottui myös alusveteen. Siten vuotta 2011 on pidettävä jonkin verran poikkeuksellisena, ja lopullisten johtopäätösten tekeminen vaatii useamman vuoden havaintojakson. Kuoreen elpymisen romahduksesta tai mahdollinen korvautuminen särjellä ja ahvenella voivat jatkossa muuttaa eläinplanktonin tilannetta.

## Lähdeviitteet

- Branstrator D.K. 1998: Predicting diet composition from body length in the zooplankton predator *Leptodora kindtii*. - *Limnol. Oceanogr.* 43: 530-535.
- Brooks J.L. & Dodson S.I. 1965: Predation, body size, and composition of plankton. - *Science* 150: 28-35.
- Flössner D. 2000: Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden. p. 425.
- Hall D.J., Threlkeld S.T., Burns C.W., Growley P.H. 1976: The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 7: 177-208.
- Helminen H. & Sarvala J. 1997: Responses of Lake Pyhäjärvi (southwestern Finland) to variable recruitment of the major planktivorous fish, vendace (*Coregonus albula*). - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 32-40.
- Horppila J., Laakso S. & Nykänen M. 2010: Pelagisten selkärangattomien petojen esiintyminen Enonselällä vuonna 2009. Tutkimusraportti. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos. 13 s.
- Kerfoot W.C. 1978: Combat between predatory copepods and their prey: *Cyclops*, *Epischura*, and *Bosmina*. - *Limnol. Oceanogr.* 23: 1089-1102.
- Ketola M., Kuoppamäki K. ja Kairesalo T. 2012: Vesijärven automaattiasemien vertailunäytteenotto. Kalibrointiraportti mittauskausilta 2010 ja 2011. JVP-hanke. Raportti Vesijärvisäätiölle. Helsingin yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, 31 s.
- Liboriussen L., Søndergaard M., Jeppesen E., Thorsgaard I., Crüneland S., Jakobsen T.S. & Hansen K. 2009: Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality: results from five Danish lakes. - *Hydrobiologia* 625: 157-172.
- Malinen T., Antti-Poika P., Vinni M., Ruuhijärvi J. & Ala-Opas P. 2010: Vesijärven Enonselän ravintoverkkotutkimuksen kalatutkimukset vuonna 2009. Tutkimusraportti. Helsingin yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, 23 s.
- Mazumder A. 1994: Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: predictions and patterns. - *Can. J. Aquat. Sci.* 51: 390-400.
- Niemistö J. & Horppila J. 2012: Sisäinen fosforikuormitus Vesijärven Enonselällä 2011. Tutkimusraportti. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos. 13 s.
- Peters R.H. & Downing J.A. 1984: Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates. - *Limnol. Oceanogr.* 29: 763-784.
- Sarvala J., Helminen H., Saarikari V., Salonen S., & Vuorio K. 1998: Relations between planktivorous fish abundance, zooplankton and phytoplankton in three lakes of differing productivity. - *Hydrobiol.* 363: 81-95
- SFS 5772 Veden a-klorofyllipitoisuuden määrittäminen. Etanoluutto. Spektrofotometrinen menetelmä. 1993. 3 s.
- Vakkilainen K., Nykänen M., Ryytänen T., Tamminen P., López Bellido J., Talvenmäki H., Savolainen S. & Kairesalo T. 2010: Vesijärven vedenlaatu- ja planktontietojen päivitys ja raportointi. Vesijärven seurantatutkimus. Raportti Vesijärvisäätiölle. 7s.